

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Factores que condicionam a regeneração natural de
Quercus suber na Serra de Grândola – a remoção de
bolota**

Joana Catarina de Passos Sanches

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:
Professor Doutor Rui Rebelo
Professora Doutora Margarida Santos-Reis

2016

Agradecimentos

Finalmente, já está! Mais um ano, mais um obstáculo superado, e que venham muitos mais!

Primeiramente quero agradecer ao Professor Rui Rebelo, por me ter ajudado em tudo e por ter sempre, sempre, sempre, um tempinho para mim, muito obrigado! Também quero agradecer à Professora Margarida por ter partilhado a ideia desta tese comigo e também por ter concedido um pouco do seu tempo para melhorar o produto final!

Quero agradecer a toda a gente que me ajudou a apanhar bolotas, que num ano de escassez como este a tarefa não foi nada fácil, e se não fosse a Companhia das Lezírias ainda hoje não teria bolotas suficientes!

João muito obrigada por teres começado este trabalho comigo, pela companhia e por toda ajuda (se não fosses tu aquelas cercas ainda estavam tombadas!)

Meninas Anas Luíças :P Sem vocês tinha sido impossível! Desde cavar linhas com o pé, a colocar bolotas no campo (tudo com um mau tempo terrível), vocês foram (e são) indispensáveis. Passámos juntas por stresses que pareciam não ter fim, mas já está conseguimos e a partir de agora é só rir com as memórias com que ficamos! Muito, muito, muito OBRIGADA por tudo!

Marília quero-te agradecer porque, apesar de ter sido pouco, todo o tempinho contigo põe um sorriso na cara duma pessoa!

Rossella obrigada pela companhia, pela partilha de conhecimento e toda a ajuda no campo.

Também quero agradecer a todos aqueles que trabalharam no passado, e que contribuíram de alguma forma para que este trabalho fosse possível, desde shapes para os mapas, a dados que para mim foram extremamente úteis e essenciais.

Mãe e Pai, obrigada por tornarem isto possível. Obrigada por me apoiarem e ajudarem sempre em tudo e por acreditarem sempre em mim. Espero que estejam orgulhosos!

Marta, o que teria eu feito sem ti ahm?? Nada, provavelmente ainda não tinha feito nem metade!! Obrigada por teres criado raízes na minha cama, teres sido a minha companhia durante tardes e noites infindáveis de escrita, e por me "obrigares" a voltar ao trabalho sempre que me distraia!

Ao meu Ruizinho, obrigada por me aturares, apesar de não perceberes absolutamente nada do que eu estava para ali a dizer! Só o facto de me ouvires (e de existires) tornou tudo mais fácil!! Desculpa se não te dei toda a atenção que merecias. E espero que estejas orgulhoso da "tua bióloga"!!

Resumo

O montado é um ecossistema com elevado interesse económico e ecológico, considerado um *hotspot* de biodiversidade. Nos últimos anos a área do montado tem vindo a diminuir devido a várias ameaças, entre as quais a muito baixa regeneração natural. Vários estudos demonstram que a predação de bolotas nas florestas do mediterrâneo é muito elevada, o que impossibilita esta regeneração. A colocação de cercas para a exclusão dos grandes herbívoros foi uma medida proposta para permitir o recrutamento nestas florestas. O enterramento das bolotas também foi considerado um método para aumentar a sua probabilidade de sobrevivência. Este trabalho tenta prever o futuro da regeneração do montado na Serra de Grândola comparando um ano de safra (2004/2005) com um ano de não-safra (2015/2016). Testa como vários factores (exclusão de grandes herbívoros, exposição Norte/Sul, disponibilidade de bolotas, tamanho das bolotas, enterramento, e a cobertura por vegetação) influenciam a probabilidade de remoção. Para tal, foram realizadas duas experiências de monitorização de bolotas (Inverno e Primavera), durante as quais foi também realizada armadilhagem de pequenos mamíferos. Como esperado, houve uma remoção bastante elevada em ambas as experiências ($\approx 99\%$), e avaliando o primeiro dia de remoção esta foi superior no Inverno ($\approx 81\%$) do que na Primavera ($\approx 77\%$). A vegetação densa revelou-se um factor importante para a não-remoção das bolotas. As encostas expostas a Sul têm vegetação menos densa e foi onde ocorreu uma maior remoção. No entanto, as cercas apenas diminuíram a probabilidade de remoção, em alguns locais, no primeiro dia de monitorização. Para além disso não houve efeito nem do tamanho nem da posição das bolotas na sua probabilidade de remoção. A remoção foi superior no ano de não safra ($\approx 99\%$), quando o alimento disponível foi escasso, do que no ano de safra ($\approx 96\%$), quando houve mais alimento disponível. As capturas de pequenos mamíferos foram muito reduzidas, provavelmente por 2015/2016 ser um ano de baixa produção de bolota. Supõe-se que grande parte das bolotas tenham sido removidas por aves e pequenos mamíferos nos locais vedados (nas zonas abertas e vegetadas, respectivamente), e por javalis nos locais não vedados. A elevada remoção nos locais de exclusão de grandes herbívoros pode-se dar ao facto das cercas proporcionarem proteção aos pequenos mamíferos. O facto do tamanho da bolota não ter influenciado a sua remoção pode ser explicado pela disponibilidade de bolotas ter sido tão baixa que não houve possibilidade de escolha. O mesmo tipo de explicação pode ser válida para o enterramento, que não impediu a remoção. Sendo assim, os resultados preveem que a regeneração do montado está dependente dos anos de safra, pois apenas nestes é possível a permanência de bolotas até à germinação. Nos anos de não safra a exclusão de grandes herbívoros não é suficiente para a regeneração no montado, pois as bolotas são removidas quase na totalidade.

Palavras-chave: Remoção, dispersão, bolotas, sobreiro, montado, regeneração natural, *Apodemus sylvaticus*

Abstract

Montado is an ecosystem with high economic and ecological value, and it's considered a biodiversity hotspot. In the last years the area occupied by *montado* has been decreasing due to various threats, such as very low natural regeneration. Several studies showed that in Mediterranean forests acorn predation is very high, hampering regeneration. Cattle-exclusion fences are used to exclude large herbivores and facilitate tree recruitment in these forests. Acorn burial is also a method that improves acorn probability of survival. This work tries to estimate the probability of natural regeneration of the *montado* of *Serra de Grândola* , by comparing a masting year (2004/2005) with a non-masting year (2015/2016), and testing how various factors (large herbivore exclusion, North/South exposure, acorn availability, acorn size, acorn burial, and vegetation cover) affect acorn removal probability. Two acorn monitoring experiments (winter and spring) were conducted, simultaneously with small mammal trapping. As expected, there was a high acorn removal in both 2015/2016 experiments ($\approx 99\%$), and analysing only the first day of monitoring, removal was higher in winter ($\approx 81\%$) than in spring ($\approx 77\%$). High vegetation cover was an important factor for non-removal. Southern slopes have more open fields and these were the places with higher removal. However, fences only decreased removal probability in the first day of monitoring. Furthermore, acorn size and acorn burial didn't affect removal probability. Removal was higher in the non-masting year ($\approx 99\%$), when food availability was scarce, than in the masting year ($\approx 96\%$), when food was very available. Captures of small mammals were very low, probably related to the non-masting low acorn production. We suppose that birds and small mammals were responsible for most acorn removal in fenced areas (in open and well vegetated areas, respectively), whereas wild boar was responsible for most acorn removal in the non-fenced areas. The high removal in the large herbivorous exclusion sites may be explained by the fact that fences provide protection to the small mammals. The fact that acorn size didn't affect removal may be due to low acorn availability, so there was not a possibility to choose. The same explanation can be valid to acorn burial, that didn't prevent removal. Therefore, these results suggests that *montado* regeneration depends on masting years since only in this years it is possible for acorns to stay on the ground field until germination. In the non-masting years large herbivorous exclusion it's not enough for regeneration to happens, because acorns are removed almost completely.

Keywords: Removal, dispersal, acorn, cork oak, *montado*, natural regeneration, *Apodemus sylvaticus*

Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo.....	ii
Abstract	iii
1. Introdução.....	1
1.1. O montado e a sua importância económica e ecológica.....	1
1.2. Ameaças ao montado.....	1
1.3. O sobreiro, a bolota e os seus dispersores	2
1.4. Predação, remoção e regeneração natural	3
1.5. Estudos prévios sobre a regeneração do montado em Portugal.....	4
1.6. Objectivos e hipóteses	4
2. Métodos	5
2.1. Área de estudo.....	5
2.2. Experiências com as bolotas.....	5
2.2.1. Desenho experimental	5
2.2.2. Caracterização das parcelas.....	7
2.2.3. Recolha e tratamento das bolotas	7
2.2.4. Colocação e monitorização das bolotas no campo	7
2.3. Armadilhagem de pequenos mamíferos	9
2.4. Análise estatística	10
3. Resultados	11
3.1. Caracterização das parcelas.....	11
3.2. Disponibilidade de bolotas no solo.....	12
3.3. Abundância de pequenos mamíferos.....	13
3.4. Experiências de remoção.....	13
3.4.1. Ano de não safra (2015/2016)	13
3.4.2. Comparação com o ano de safra (2004/2005)	15
4. Discussão.....	17
4.1. Considerações finais, implicações para a gestão e conservação	19
5. Referências bibliográficas	21
6. Anexos.....	25

Lista de Figuras

Figura 2.1 Mapa da Herdade da Ribeira Abaixo (HRA), com a localização das parcelas em estudo.

Figura 2.2 Exemplo de uma parcela com cerca numa vertente a Sul.

Figura 2.3 Marcação das bolotas – esquerda: tamanho pequeno; centro: tamanho médio; direita: tamanho grande.

Figura 2.4 Marca metálica pintada de vermelho - utilizada para a identificação do local onde foi colocada cada bolota.

Figura 2.5 Linhas de armadilhagem de pequenos mamíferos – em cada linha foram colocadas 20 armadilhas Sherman

Figura 3.1 Composição do coberto vegetal (%): a) “Norte com cerca”; b) “Norte sem cerca”; c) “Sul com cerca”; d) “Sul sem cerca”.

Figura 3.2 Altura média dos arbustos (cm) e desvio padrão nas diferentes combinações de locais.

Figura 3.3 Disponibilidade de bolotas (nº de bolotas por m²) e desvio padrão nas diferentes combinações de locais.

Figura 3.4 Abundância de pequenos mamíferos (nº de indivíduos por *trap-days*. **a)** *A. sylvaticus* + *M. spretus* no Inverno; **b)** *A. sylvaticus* na Primavera.

Figura 3.5 Comparação da percentagem de remoção no 1º dia de monitorização entre as duas épocas de experiências para as diferentes combinações de locais (cada barra foi calculada para o total de bolotas colocado em cada tipo de tratamento experimental).

Lista de Tabelas

Tabela 1.1 Ameaças ao montado e as suas consequências

Tabela 3.1 Percentagem de bolotas removidas ao longo dos dias no Inverno nas diferentes combinações de locais.

Tabela 3.2 Percentagem de bolotas removidas ao longo dos dias na Primavera nas diferentes combinações de locais.

Tabela 3.3 Comparação da percentagem de remoção entre o ano de safra (2004/2005) e o ano de não safra (2015/2016) entre os mesmos meses do ano (Janeiro e Março) nas diferentes categorias de locais. Os valores de 2004/2005 referem-se a uma única experiência; os de 2015/2016 referem-se a duas experiências e por isso são apresentados como média \pm desvio-padrão.

Lista de Anexos

Anexo 6.1 Espécies de arbustos e árvores registadas – número de indivíduos por cada 10 metros em cada parcela; onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Anexo 6.2 Características das espécies de arbustos e árvores registadas em cada parcela; onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Anexo 6.3 Disponibilidade de bolotas por parcela (nº de bolotas por m²); onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Anexo 6.4 Número de indivíduos capturados no total das sessões de armadilhagem.

Anexo 6.5 Remoção das bolotas quando colocadas em grupos; onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Anexo 6.6 Fossada de javali no local onde tinha sido colocada uma bolota (forma oval verde indica local onde se encontra o marcador da bolota).

1. Introdução

1.1. O montado e a sua importância económica e ecológica

O montado é um sistema agrosilvopastoril característico do Oeste do Mediterrâneo, presente em Portugal, especialmente no Alentejo (Pinto-Correia e Godinho, 2013). É um ecossistema caracterizado pela presença de sobreiros (*Quercus suber*) e azinheiras (*Quercus rotundifolia*) espaçados, com normalmente entre 60-100 árvores por hectare. Arbustos dos géneros *Cistus*, *Erica*, *Lavandula* e *Ulex* são bastante comuns e mantidos em baixas densidades pelas acções humanas (Arosa *et al.*, 2015; Pereira e da Fonseca, 2003; Pinto-Correia, 2000). É caracterizado pela multifuncionalidade dos seus usos, pois é aproveitado pelo ser humano para agricultura, pastoreio de gado, apanha de cogumelos, apicultura, entre outras actividades (Pereira e da Fonseca, 2003; Pinto-Correia e Mascarenhas, 1999).

Este ecossistema tem uma elevada importância económica devido à criação de gado, extração de cortiça dos sobreiros, principalmente para a indústria das rolhas, e também para recolha de bolotas utilizadas para a alimentação de gado suíno. A cortiça é um recurso renovável, cuja colheita depende do trabalho manual, e que portanto cria postos de emprego que são bastante bem remunerados. Na região do Alentejo muitas famílias dependem deste trabalho sazonal (Rebelo *et al.*, 2009).

Quanto à sua importância ecológica, o montado alberga uma diversidade imensa (Pereira *et al.*, 2015). Muitas das espécies de plantas silvestres e fungos que aí podem ser encontrados têm interesse para o homem, como usos culinários e medicinais. O montado é um habitat favorável para os ungulados como o javali (*Sus scrofa*) e o veado-vermelho (*Cervus elaphus hispanicus*), sendo ambos espécies cinegéticas e portanto com interesse económico (Belo *et al.*, 2009). Outros mamíferos de porte mais pequeno também habitam no montado, devido à reduzida perturbação humana, e são muito importantes para a dinâmica do ecossistema, como por exemplo o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) que é a principal presa de muitos predadores com elevado grau de ameaça, como a águia-imperial-ibérica (*Aquila adalberti*) e o lince-ibérico (*Lynx pardinus*) (Pinto-Correia *et al.*, 2011). Quanto às aves, o montado serve de habitat para várias espécies com estatuto de ameaça, como a já referida águia-imperial-ibérica, o abutre-negro (*Aegypius monachus*) e o milhafre-real (*Milvus milvus*), mas também é reconhecido como um habitat com elevada riqueza de passeriformes, como por exemplo, o chapim-rabilongo (*Aegithalos caudatus*), o tentilhão-comum (*Fringilla coelebs*), ou o rabirruivo-preto (*Phoenicurus ochruros*) (Pereira *et al.*, 2015).

Desde o final do século XX as florestas da bacia do Mediterrâneo foram identificadas como *hotspot* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000), e os montados de sobreiro foram incluídos na Directiva Habitats (94/34/CEE; DL 140/99, 24 de Abril), sendo o abate de árvores proibido. A conservação dos montados é importante, principalmente no que toca a espécies ameaçadas que dependem do montado e dos seus recursos.

1.2. Ameaças ao montado

Em todos os ecossistemas a presença do homem tem levado a alterações na paisagem e a impactos sobre a fauna e flora. Para o montado não é diferente; a intensificação e extensificação do uso dos campos levam a alterações na paisagem (Acácio e Holmgren, 2014; Herrera, 1995; Pinto-Correia e Mascarenhas, 1999; Pulido e Díaz, 2005). A partir dos anos 90 a área de montado tem vindo a diminuir (Pinto-Correia e Godinho, 2013) devido a várias ameaças (Tabela 1.1) que têm conduzido a uma reduzida, ou quase nula, regeneração natural (Acácio *et al.*, 2007; Sá- Sousa, 2014).

Tabela 1.1 Ameaças ao montado e as suas consequências.

Ameaças	Consequências
Abandono dos terrenos	Competição com outras espécies, aumento do subcoberto, maior risco de incêndios
Lavra mecanizada	Destruição do solo e inibição de regeneração
Práticas lesivas na extracção de cortiça	Enfraquecimento das árvores
Pastoreio intensivo	Destruição da estrutura superficial do solo e inibição da regeneração
Doenças e pragas	Enfraquecimento e morte das árvores
Alterações climáticas	Secas cada vez mais intensas e frequentes

O abandono ou as más práticas de gestão dos terrenos são o factor com maior impacto, levando a grandes alterações da paisagem com aumento da percentagem de cobertura por matos e assim um maior risco de incêndio (Acácio *et al.*, 2009). Portugal, nomeadamente o Alentejo, tem uma vasta história de incêndios, que ocorrem principalmente durante o Verão, excessivamente quente e seco. A existência de mato mais alto permite que os fogos se propaguem até às copas tornando mais lenta a recuperação das árvores após o fogo (Acácio *et al.*, 2009). O abandono de terrenos também torna possível a existência de manchas de vegetação mais contínuas e portanto permite a propagação dos fogos a áreas mais vastas (Grove *et al.*, 2002; Rebelo *et al.*, 2009).

As alterações no tipo de gado que se alimenta no montado também trazem consequências negativas. Antigamente o montado era essencialmente utilizado para o pastoreio de gado ovino, caprino e suíno, ou seja, espécies de pequeno porte com menor impacto na vegetação, mas nas últimas décadas do século XX foi intensificada a criação de gado bovino (Belo *et al.*, 2009), que causa uma elevada destruição da vegetação por pisoteio (Arosa *et al.*, 2015).

1.3. O sobreiro, a bolota e os seus dispersores

O sobreiro pode atingir até 25 metros de altura, tem uma copa ampla, e um tronco característico de onde se extrai a cortiça (Azevedo, 2015; Humphries *et al.*, 2005). Esta espécie tolera diversos tipos de solos e está bem adaptada ao clima quente e seco da bacia do Mediterrâneo (Azevedo, 2015; Belo *et al.*, 2009), mas é bastante sensível ao ensombramento (Acácio e Holmgren, 2014; Espelta *et al.*, 2008). Os sobreiros demoram cerca de 30 a 40 anos a frutificar pela primeira vez (Azevedo, 2015). As espécies do género *Quercus* frutificam de Setembro a Fevereiro, mas nos últimos dois meses as bolotas são imperfeitas e de tamanho pequeno (Azevedo, 2015; Humphries *et al.*, 2005). A reprodução tem padrões pouco previsíveis sendo que podem produzir bolota em intervalos de 2 a 5 anos (Gómez *et al.*, 2003; Humphries *et al.*, 2005; López- Barrera e Manson, 2006; Merouani *et al.*, 2001). Em alguns anos pode ocorrer uma produção em massa sincronizada (designada safra, no caso dos carvalhos). A safra é um acontecimento imprevisível e que até agora não foi possível controlar experimentalmente, que pode ser importante para garantir a germinação de plântulas, pois a elevada disponibilidade de alimento para os seus consumidores leva a que as bolotas não sejam todas consumidas, e as que sobrevivem têm assim possibilidade de vir a germinar (López- Barrera e Manson, 2006). Para além disso, os anos de safra também possibilitam o equilíbrio das populações dos consumidores de bolotas e consequentemente dos seus predadores (McShea, 2000; Ostfeld e Keesing, 2000; Schnurr *et al.*, 2002). Por outro lado, o risco de predação das sementes debaixo da planta-mãe é elevado (Gómez, 2004; Pulido e Díaz, 2005) e portanto é importante a sua dispersão por eventuais consumidores que armazenem as bolotas sem as

consumir. São assim favorecidas as bolotas que são transportadas para locais onde tenham maior probabilidade de sobrevivência e germinação (Pulido e Díaz, 2005).

A bolota é muito importante como alimento para a vida selvagem (Focardi *et al.*, 2000; Shimada e Saitoh, 2003), desde carnívoros (ex: texugo-europeu -*Meles meles*; fuinha - *Martes foina*; geneta - *Genetta genetta*; raposa - *Vulpes vulpes*) (Koike *et al.*, 2008; Rosalino *et al.*, 2003; Rosalino e Santos-reis, 2009), ungulados (ex: javali - *S. scrofa*; veado-vermelho - *C. elaphus hispanicus*) (Gómez e Hódar, 2008), a aves (ex: gaio - *Garrulus glandarius*; pombo-torcaz - *Columba palumbus*) (Pons e Pausas, 2007a, 2007b; Rodrigues, 2006) e pequenos mamíferos (ex: rato-do-campo - *Apodemus sylvaticus*; rato-das-hortas - *Mus spretus*) (Abt e Bock, 1998; Focardi *et al.*, 2000; Jensen, 1993; Muñoz e Bonal, 2008; Rosalino *et al.*, 2013). Na Península Ibérica os principais consumidores de bolota são o javali, o veado-vermelho, o gaio, o rato-do-campo, o rato-das-hortas e o esquilo-vermelho (*Sciurus vulgaris*) (González-Rodríguez e Villar, 2012). Desta lista, apenas as aves e os pequenos mamíferos são considerados predadores das sementes mas também dispersores, pois algumas espécies armazenam-nas (Matías *et al.*, 2010; Pons e Pausas, 2007b, 2007c). Já as restantes espécies alimentam-se das mesmas no local onde as encontram. Nos locais com menor densidade arbustiva as bolotas são rapidamente predadas por ungulados (Focardi *et al.*, 2000; Herrera, 1995). Os roedores preferem locais de elevada densidade arbustiva, que lhes conferem protecção (González-Rodríguez e Villar, 2012); já os gaios não costumam estar presentes em locais dominados por arbustos, preferindo áreas mais abertas (Pons e Pausas, 2007a). Os roedores granívoros dependem do armazenamento das sementes para a sua sobrevivência durante o Inverno (Jensen, 1993; Shimada e Saitoh, 2006), e tornam-se assim importantes dispersores. Em Portugal a sua alimentação, principalmente no Inverno, consiste maioritariamente em bolotas. Os pequenos mamíferos preferem sementes maiores devido ao seu maior valor nutritivo. Assim, quando podem escolher, preferem bolotas de *Q. roduntifolia*, que são maiores que as de *Q. suber* (Pons e Pausas, 2007a). No entanto têm de balancear o tamanho do alimento com os custos do seu transporte, pelo que a escolha de uma bolota depende do tamanho desta e também do tamanho do animal. Muñoz e Bonal (2008), determinaram que quando o peso da semente é superior a 70% do peso dos indivíduos, estes optam por não a transportar.

1.4. Predação, remoção e regeneração natural

A predação das bolotas pode chegar a valores de 100% nas florestas do Mediterrâneo, impossibilitando a regeneração natural (González-Rodríguez e Villar, 2012). Estudos realizados no Parque Nacional de Doñana, em Espanha, indicaram que 40% das bolotas chegam a ser levadas nas primeiras cinco horas após a queda para o solo e 90% foram predadas ao final de uma semana (Herrera, 1995), sendo que passados três meses todas as bolotas já terão sido predadas (Gómez *et al.*, 2003). A grande maioria das bolotas é predada no solo mas uma pequena parte é consumida por aves ainda nos ramos (Shaw, 1968). A actividade dos predadores de bolotas é influenciada pela composição e estrutura da vegetação, diferindo a taxa de remoção com o local (Pons e Pausas, 2007c, 2006). As bolotas são removidas por roedores a uma maior taxa em locais de elevada densidade arbustiva (López-Barrera *et al.*, 2005), e a germinação também é superior nestes locais. Outro factor importante para a sobrevivência das bolotas é facto de estarem ou não enterradas (Arosa *et al.*, 2015; Gao e Sun, 2005; Vander Wall, 2001; Wang *et al.*, 1999). No Sul de Espanha a probabilidade das sementes enterradas serem removidas é inferior a 65%, enquanto as deixadas à superfície são removidas em 88% dos casos (Gómez, 2004). No entanto, quando as bolotas enterradas estão próximas de bolotas à superfície a probabilidade de serem removidas aumenta (Herrera, 1995). Apenas um estudo realizado na Serra Nevada não encontrou diferenças na remoção entre bolotas colocadas à superfície e bolotas enterradas, mas o mesmo pode ter sido devido à elevada densidade de javali na área (Gómez *et al.*, 2003) e ao seu comportamento fossador na procura de alimento.

Embora grande parte dos estudos interprete os pequenos mamíferos como essenciais para a regeneração do montado devido à dispersão das bolotas (Herrera, 1995; López-Barrera *et al.*, 2005; Puerta-Piñero *et al.*, 2010; Pulido e Díaz, 2005), outros autores encaram-nos maioritariamente como predadores e afirmam que o armazenamento das bolotas em pilha por parte destas espécies diminui a probabilidade de germinação (Gómez *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 1999). Referem também que na maior parte das situações os animais acabam por se alimentar de todas as bolotas que recolheram, e portanto são também considerados como tendo um impacto negativo na regeneração da floresta, propondo-se então que a prevenção deste impacto é essencial para a conservação e regeneração do montado (Gómez *et al.*, 2003).

A colocação de cercas de exclusão é uma das medidas propostas para permitir o recrutamento nestas florestas; as cercas impedem a passagem de grandes herbívoros e assim a predação das bolotas (González-Rodríguez e Villar, 2012; McShea, 2000; Smit *et al.*, 2001). Estudos realizados com exclusão de herbivoria mediante a colocação de cercas concluíram que as sementes com maior massa, (sendo estas, na generalidade, de sobreiro), são removidas mais rapidamente quando não há exclusão de grandes herbívoros, em parcelas de exclusão o mesmo sucede com as sementes de azinheira (*Q. rotundifolia*) e de carvalho-português (*Quercus faginea*) (González-Rodríguez e Villar, 2012).

1.5. Estudos prévios sobre a regeneração do montado em Portugal

Em Portugal foram realizados vários estudos relacionados com as alterações da paisagem e a regeneração do montado (ex. Arosa *et al.*, 2015; Rebelo *et al.*, 2008; Sá- Sousa, 2014). Nestes foi detectado que a produção de sementes pelas árvores é superior em locais onde há subcoberto de arbustos, e que em locais do tipo savana a produção de sementes é menor (Acácio *et al.*, 2007). O mesmo acontece relativamente à predação de sementes por pequenos mamíferos, que é mais elevada em locais com cobertura arbustiva do que nos locais tipo savana (Acácio *et al.*, 2007).

A gestão do montado na Herdade da Ribeira Abaixo (Grândola), com objectivos económicos, tem vindo a ser reduzida desde os anos 70 (Rebelo *et al.*, 2009). Entre 2004 e 2007 foi realizado um estudo nesta Herdade, com o objectivo de quantificar os impactos da herbivoria e da dispersão da bolota na regeneração do montado. As experiências foram realizadas em vertentes expostas a Norte e a Sul, com e sem cerca, e as bolotas foram colocadas a diferentes profundidades no solo. Neste trabalho foram encontradas diferenças na regeneração natural entre vertentes com diferente exposição, sendo a regeneração mais elevada na vertente Norte. Não foram encontradas diferenças na percentagem de remoção entre os locais com e sem cerca. O enterramento das bolotas revelou-se importante para a sua sobrevivência (Rebelo *et al.*, 2008). Outro estudo, também na Herdade da Ribeira Abaixo, utilizou câmaras de vídeo para a identificação das espécies potencialmente dispersoras de bolota, e registou que apenas o rato-do-campo e o gaio transportavam as bolotas para longe do local onde as encontraram (Rodrigues, 2006).

1.6. Objectivos e hipóteses

Este trabalho tem como objectivo tentar prever qual o futuro da regeneração natural no montado na Herdade da Ribeira Abaixo, comparando um ano de safra (2004/2005) com um ano de não safra (2015/2016) e avaliando os efeitos de diversos factores – disponibilidade de bolota (Primavera/Inverno), exposição (vertente Norte/Sul), exclusão de ungulados (locais vedados e não vedados), tamanho da bolota e posição desta no solo, e cobertura por vegetação – na remoção de bolota. Desta forma, pretende-se testar as hipóteses de que as cercas diminuem a probabilidade de remoção de bolotas e que as bolotas enterradas têm uma maior probabilidade de sobrevivência. Relativamente aos anos de safra pretende-se

testar a hipótese de que estes anos tenham uma menor remoção, o que em última análise proporciona uma maior possibilidade de germinação.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Herdade da Ribeira Abaixo (HRA), que se insere na freguesia de Santa Margarida da Serra, a aproximadamente 7 km de Grândola. O clima é mediterrânico, com verões longos, quentes e secos (temperatura média superior a 22°C) e Invernos amenos, período em que ocorre a maior parte da precipitação (média anual de 500-650mm) (Rebelo *et al.*, 2009).

A Herdade da Ribeira Abaixo tem 221 ha e situa-se a uma altitude entre os 150 e 240 metros. É a Estação de Campo do Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c) da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, que entre outros temas se dedica ao estudo da estrutura e funcionamento do montado de sobre e outros habitats associados (Rebelo *et al.*, 2009). Neste contexto integra também a plataforma LTsER Montado (<http://www.ltsermontado.pt/>), infraestrutura de investigação socio-ecológica de longo prazo dedicada aos sistemas de montado.

O montado da Serra de Grândola é considerado como um espaço natural não urbanizável e está estabelecido como área de interesse para a conservação da natureza (Resolução do Conselho de Ministros n.º 20/96 de 04-03-1996 - artigo 19.º, que ratificou o Plano Director Municipal de Grândola). O coberto da Serra de Grândola consiste maioritariamente em montado de sobre e fragmentos de outros tipos de habitat, como galerias ripícolas, medronhal, olival, pinhal e hortas.

Na Herdade da Ribeira Abaixo ocorrem três espécies de árvores do género *Quercus*: *Q. suber* (sobreiro), *Q. rotundifolia* (azinheira) e *Q. faginea* (carvalho-português). Nas áreas cobertas por matos são dominantes os arbustos dos géneros *Cistus* e *Lavandula* (Rebelo *et al.*, 2009; Rosalino *et al.*, 2005a). Nos últimos anos a presença de medronheiro (*Arbutus unedo*) e pinheiro-manso (*Pinus pinea*) tem vindo a aumentar. A herdade é atravessada por várias ribeiras temporárias com orientação Oeste-Este, que desaguam na Ribeira dos Castelhanos (o limite Este da herdade). Os vales destas ribeiras têm assim uma vertente virada a Norte (úmbria) e outra a Sul (soalheira). As úmbrias são mais húmidas e têm um coberto vegetal mais denso, enquanto as soalheiras são mais secas e cobertas maioritariamente por sargaçais e estevais (*Cistus spp.*) (Rebelo *et al.*, 2009; Santos - Reis e Correia, 1999). Na herdade ocorre extração de cortiça regularmente e os campos são utilizados para pastagem de gado ovino com uma densidade reduzida durante a Primavera e início do Verão (Rebelo *et al.*, 2009).

2.2. Experiências com as bolotas

2.2.1. Desenho experimental

Neste estudo a abordagem seguida foi uma experiência de remoção de bolotas num cenário de exclusão e não exclusão de grandes herbívoros em dois períodos distintos (Inverno – quando ocorre o pico de queda de bolotas e estas estão disponíveis maioritariamente à superfície do solo e Primavera – quando já não ocorre queda de bolota e as que estão disponíveis no solo estão maioritariamente cobertas com manta morta). Foram reutilizadas 8 pares das parcelas estabelecidas no estudo de 2004/2007 (Rebelo *et al.*, 2008). Cada par é composto por uma parcela (20x20m) sem cerca e uma parcela com cerca, localizadas em vertentes a Norte (4 pares + 1 apenas com cerca) e a Sul (3 pares) (Figura 2.1). As parcelas com cerca foram vedadas com rede ovelheira e postes de aproximadamente 1 metro de altura (Figura 2.2).

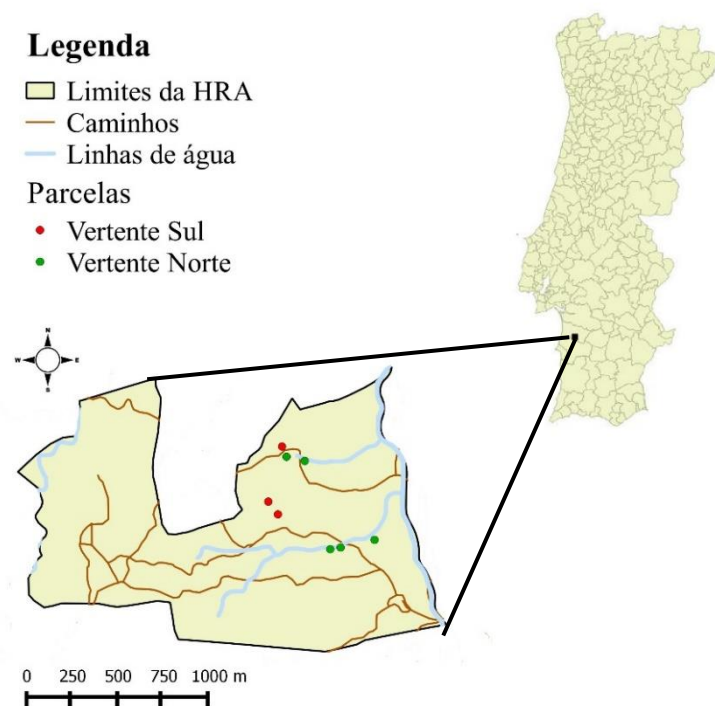


Figura 2.1 Mapa da Herdade da Ribeira Abaixo (HRA), com a localização das parcelas em estudo.



Figura 2.2 Exemplo de uma parcela com cerca numa vertente a Sul.

2.2.2. Caracterização das parcelas

Em cada parcela foi estimada a percentagem de cobertura herbácea, arbustiva e arbórea, as espécies arbustivas e arbóreas dominantes, e a percentagem de solo exposto (que inclui manta morta e solo nu). Dentro das parcelas, utilizou-se o método de intersecção em linha ao longo de cada linha posteriormente utilizada para a sementeira, tendo-se contabilizado todos os arbustos e a respectiva altura. Também se registou todas as árvores e a sua altura presentes em cada parcela. No caso das espécies arbóreas foram também considerados os indivíduos que, embora localizados fora dos limites da parcela, apresentavam uma projecção parcial da copa dentro desta.

2.2.3. Recolha e tratamento das bolotas

Por se tratar de um ano de não-safra as bolotas utilizadas na experiência foram recolhidas em dois locais: Herdade da Ribeira Abaixo e na Companhia das Lezírias (N 38°52'45.1" W 8°51'42.5"). Escolheram-se as bolotas que estavam no solo, debaixo da copa de sobreiros, com cor castanha (não muito clara, indicando que estão secas; nem muito escura, indicando ataques por fungos), sem orifícios (indicação de ataque por insectos), e de preferência sem evidência de germinação (para facilitar o seu armazenamento). Ao todo foi recolhido um total aproximado de 3 mil bolotas.

Em laboratório, as bolotas foram medidas e divididas em três classes de tamanho: pequeno (inferior a 25mm), médio (entre 25mm e 35mm) e grande (superior a 35mm). Posteriormente foram marcadas com símbolos diferentes raspados na teca (= pequenas, + médias, || grandes) (Figura 2.3), e armazenadas em caixas de cartão (25x20x10cm) no frigorífico a $\approx 5^{\circ}\text{C}$.



Figura 2.3 Marcação das bolotas – esquerda: tamanho pequeno; centro: tamanho médio; direita: tamanho grande.

2.2.4. Colocação e monitorização das bolotas no campo

No início do trabalho todas as parcelas estavam cobertas com vegetação densa. Para que fosse possível a colocação das bolotas foi realizada a limpeza de quatro linhas de sementeira, com $\approx 10\text{cm}$ de largura, em cada parcela. Cada linha atravessou toda a parcela.

a) Experiência de Inverno

Esta experiência foi realizada no final de Janeiro (20/01/2016- 26/01/2016). Em cada parcela foram colocadas 70 bolotas (10 pequenas; 30 médias; 30 grandes), aleatoriamente, todas à superfície do solo, e divididas pelas quatro linhas de sementeira.

b) Experiência de Primavera

Realizada no final de Março (29/03/2016 – 04/04/2016). Em cada parcela foi colocado o mesmo número de bolotas (N=70 - 10 pequenas; 30 médias; 30 grandes), mas desta vez foram colocadas em diferentes profundidades (10 à superfície, 30 cobertas com folhagem e 30 enterradas no solo a $\approx 1\text{cm}$), aleatoriamente.



Figura 2.4 Marca metálica pintada de vermelho - utilizada para a identificação do local onde foi colocada cada bolota.

Relativamente a estas duas experiências as bolotas foram colocadas a aproximadamente 1m de distância umas das outras, procurando-se que as características de vegetação envolvente fossem o mais diversas entre si, para o total das bolotas. Os locais escolhidos para as experiências de Inverno e de Primavera foram exactamente os mesmos. A posição de cada bolota foi indicada com uma marca metálica pintada de vermelho (Figura 2.4).

c) Experiência de escolha

Realizada em Fevereiro (15/02/2016 – 18/02/2016); foram colocadas 12 bolotas em cada parcela divididas em 2 grupos de 6 bolotas cada (2 pequenas, 2 médias e 2 grandes). Um dos grupos foi colocado num local com vegetação densa e o outro num local com pouca vegetação.

Em cada local de colocação de bolota foram registadas as seguintes variáveis:

- Grau de cobertura da bolota por vegetação. Esta foi classificada de acordo com o seu porte herbáceo, arbustivo ou arbóreo, com valores de 0, 0,5 ou 1 (0 - não coberta; 0,5 - parcialmente coberta; 1 - totalmente coberta).
- Número de bolotas já existentes no solo num raio de 20cm em torno de cada local de colocação. A disponibilidade de bolotas em cada parcela foi calculada com a seguinte fórmula:

Equação 2.1

$$Densidade = \frac{n^{\circ} \text{ de bolotas contadas}}{\text{área total amostrada em cada parcela}}$$

As bolotas foram monitorizadas durante cinco dias sucessivos, tendo sido registado o dia em que cada bolota foi removida. Também foram registados indícios de presença de animais (carnívoros, ungulados, pequenos mamíferos ou aves) no local.

2.3. Armadilhagem de pequenos mamíferos

Para avaliação da abundância de roedores na área, foram utilizadas armadilhas Sherman (H. B. Sherman Traps, Inc – Thallahassee, USA) de dois tamanhos (8x9x23 cm e 10x11x38 cm) colocadas em quatro linhas (duas linhas por vertente) perto das parcelas de amostragem das bolotas (Figura 2.5), cada linha com 20 armadilhas Sherman (10 de cada dimensão), com uma disposição intercalada entre si, distanciadas de aproximadamente 10 metros, contendo algodão à prova de água e iscadas com uma mistura de aveia e sardinha. As armadilhas foram monitorizadas durante as cinco manhãs seguintes. Quando capturados indivíduos, mediram-se vários parâmetros (peso; comprimento do corpo/cauda/pata; sexo- geralmente através da distância do ânus ao órgão sexual, ou na época de reprodução pela observação dos testículos nos machos; estado reprodutor - no caso dos machos pelo visualização dos testículos; idade – juvenil/adulto - inferida através das medições). O comprimento e o peso, juntamente com algumas características dos indivíduos (tamanho das orelhas e formato dos olhos) possibilitam a identificação da espécie. Os animais foram marcados com corte no pêlo, para identificar possíveis recapturas.

Para o cálculo do índice de abundância relativa (IA) de cada espécie e para as duas vertentes foi usada a seguinte fórmula:

Equação 2.2

$$IA = \frac{n^{\circ} \text{ indivíduos apanhados no total}}{n^{\circ} \text{ de trap_days}}$$

Onde *trap-days* significa o número de armadilhas disponíveis no total dos dias de monitorização.

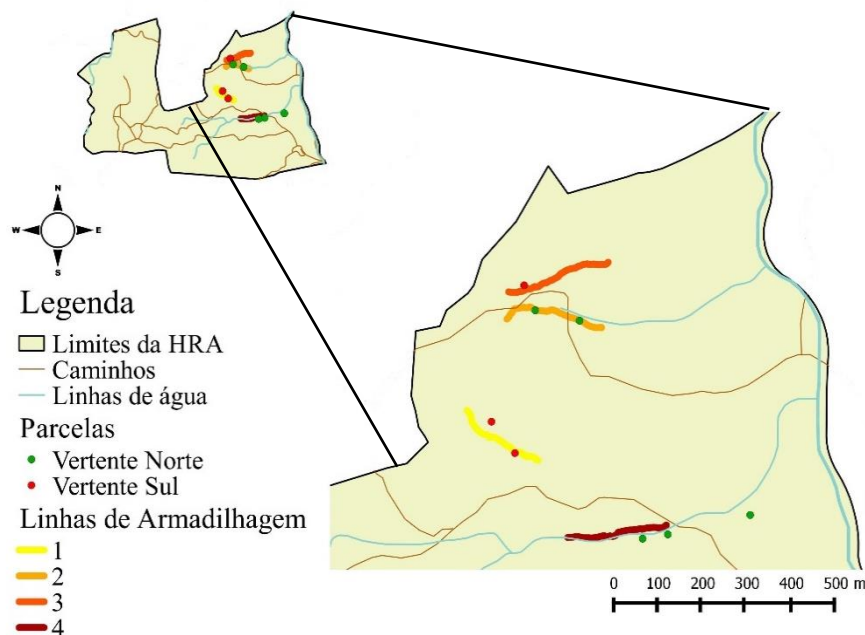


Figura 2.5 Linhas de armadilhagem de pequenos mamíferos – em cada linha foram colocadas 20 armadilhas Sherman

2.4. Análise estatística

Inicialmente foi feita uma análise descritiva dos dados.

Para testar o efeito da exclusão (cerca) e da exposição (vertente) na altura da vegetação (apenas de arbustos e árvores) foi utilizada uma *two-way* ANOVA. Relativamente à densidade de bolotas também foi utilizada uma *two-way* ANOVA para testar o efeito das mesmas duas variáveis e um teste de Wilcoxon para verificar se houve diferenças entre o Inverno e a Primavera. Para testar se houve relação entre a vegetação no local onde cada bolota foi colocada e a sua remoção, foi utilizado o teste de correlação de Spearman.

Para analisar o efeito das variáveis na probabilidade de remoção das bolotas no primeiro dia após a sua colocação, foi utilizado um modelo linear generalizado misto (GLMM) com uma distribuição binominal de erros e uma função de ligação “logit”. Na experiência de Inverno os factores fixos foram a vertente (Norte/Sul), cerca (presença/ausência) e o tamanho das bolotas (pequeno/médio/grande), e o factor aleatório o número de bolotas existentes no solo. Na experiência de Primavera foram realizadas duas análises: a primeira análise incluiu como factores fixos a vertente (Norte/Sul), cerca (presença/ausência) e o tamanho das bolotas (pequeno/médio/grande), e como factor aleatório o número de bolotas existentes no solo; na segunda análise substituiu-se o factor fixo “tamanho das bolotas” pelo “posição no solo” das mesmas (superfície/coberta com folhagem/enterrada a 1cm no solo).

Tendo acesso aos dados de 2004/2005 foi possível refazer as análises para comparação. No entanto neste ano não foi considerado o factor aleatório “número de bolotas existentes no solo”. Assim, para esta análise apenas analisámos os efeitos de factores fixos (vertente e cerca), com um modelo linear generalizado (GLM).

Todas as análises foram realizadas com o software IBM SPSS (Corp, 2013), e um nível de significância de 0,05.

3. Resultados

3.1. Caracterização das parcelas

A vegetação das parcelas é em grande parte composta por arbustos e herbáceas. As vertentes a Norte têm uma maior cobertura por árvores quando comparadas com as vertentes a Sul, onde este valor foi quase nulo. O solo nu/manta morta teve valores semelhantes (e baixos) nas quatro categorias de parcelas (Figura 3.1).

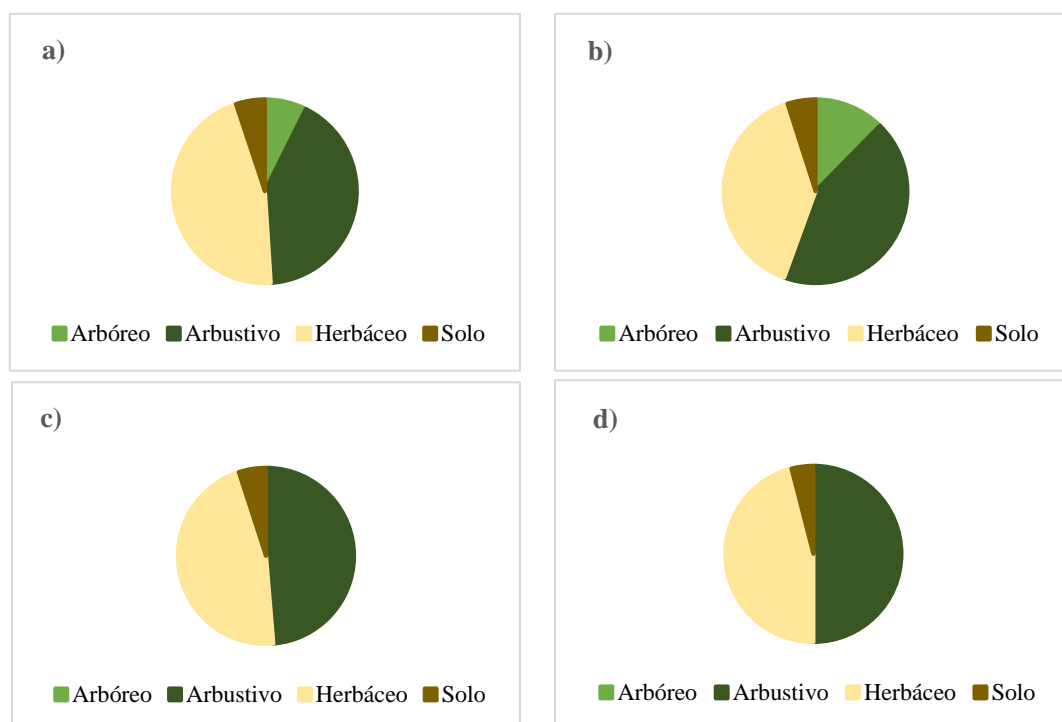


Figura 3.1 Composição do coberto vegetal (%): a) “Norte com cerca”; b) “Norte sem cerca”; c) “Sul com cerca”; d) “Sul sem cerca”.

No total foram registados 2022 indivíduos de 17 espécies de arbustos e de árvores. O sobreiro e o pinheiro-mansinho foram as únicas espécies arbóreas registadas nas parcelas, sendo as restantes espécies arbustivas. O sargaço (*Cistus salvifolius*) foi a espécie mais abundante (n=879) seguida de *Rosmarinus officinalis* (n=416) e *Q. suber* (n=182) (Anexo 6.1).

Várias espécies arbustivas estão presentes apenas nas vertentes Norte: *Arbutus unedo*, *Genista triacanthos*, *Cistus populifolius*, *Paeonia broteri*, *Erica arborea*, *Crataegus monogyna*, *Viburnum tinus*, *Cytisus baeticus*, *Smilax aspera*. As vertentes Sul apenas têm uma espécie exclusiva (*Cistus ladanifer*).

Relativamente à altura dos arbustos existe um efeito da vertente ($F= 81,05$; $p < 0,01$); esta é superior nas vertentes a Norte (Figura 3.2; Anexo 6.2).

As vertentes Norte têm valores semelhantes de abundância de arbustos entre os locais com cerca e os locais sem cerca (“Norte com cerca”: n=657; “Norte sem cerca”: n=516), e o mesmo se pode verificar para as vertentes Sul (“Sul com cerca”: n=397; “Sul sem cerca”: n=452). O número de arbustos é superior a Norte ($U=944$; n= 72; $p=0,01$).

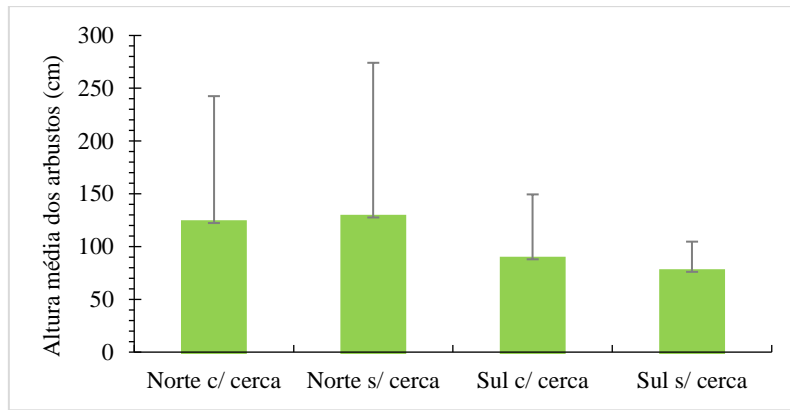


Figura 3.2 Altura média dos arbustos (cm) e desvio padrão nas diferentes combinações de locais.

3.2. Disponibilidade de bolotas no solo

O valor máximo de bolotas encontradas dentro das parcelas foi registado no Inverno, nas parcelas a “Norte sem cerca”. Do Inverno para a Primavera houve uma diminuição na disponibilidade das bolotas. Nas parcelas a Sul nunca foram encontradas bolotas (Figura 3.3).

Não houve efeito da vertente (Inverno: $F=3,97$; $gl=1$; $p=0,072$; Primavera: $F=4,12$; $gl=1$; $p=0,067$) nem da cerca (Inverno: $F=2,12$; $gl=1$; $p=0,174$; Primavera: $F=2,36$; $gl=1$; $p=0,152$) na disponibilidade de bolota. No entanto houve diferenças na disponibilidade de bolotas entre as duas estações (Teste de Wilcoxon= 2000; $n=15$; $p=0,024$) sendo superior no Inverno (Figura 3.3; Anexo 6.3).

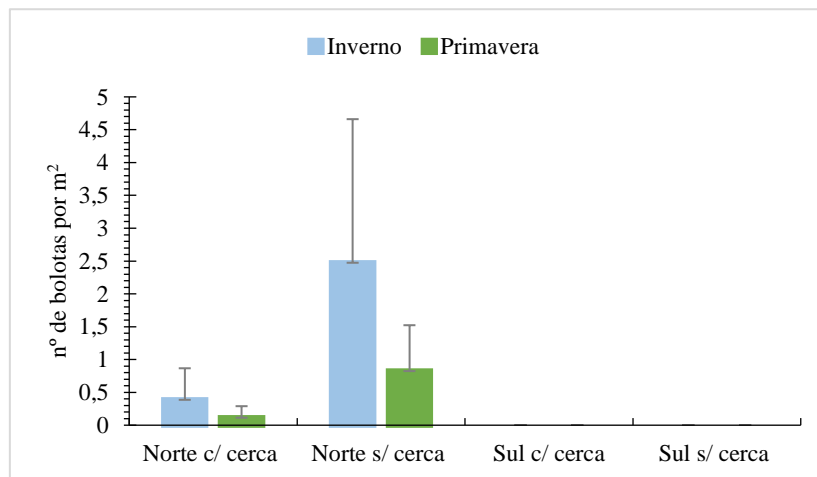


Figura 3.3 Disponibilidade de bolotas (nº de bolotas por m²) e desvio padrão nas diferentes combinações de locais.

3.3. Abundância de pequenos mamíferos

O número de capturas foi muito reduzido. No Inverno o máximo de indivíduos capturados ocorreu numa das linhas da vertente Sul (n=7) e o total de indivíduos capturados foi de dez. Na Primavera o máximo de indivíduos capturados manteve-se na mesma linha da vertente Sul (n=4) mas o total de indivíduos capturados reduziu-se a cinco (Anexo 6.4). Nas vertentes Sul foram capturados mais indivíduos, independentemente do mês ou da espécie (Figura 3.4).

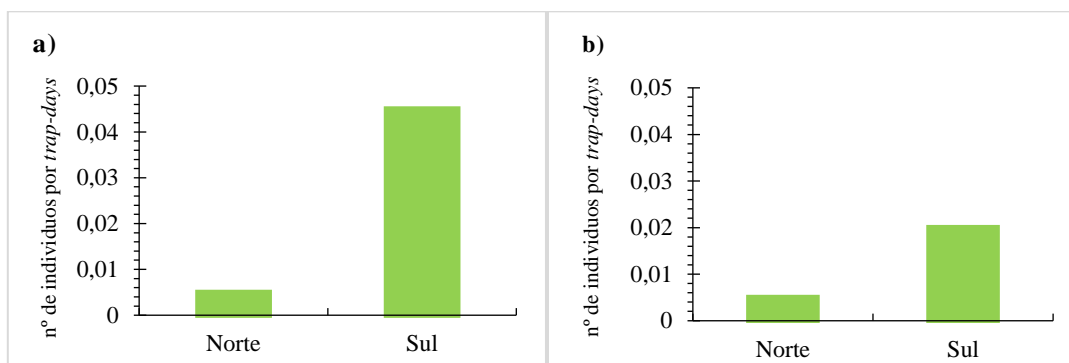


Figura 3.4 Abundância de pequenos mamíferos (nº de indivíduos por *trap-days*). **a)** *A. sylvaticus* + *M. spretus* no Inverno; **b)** *A. sylvaticus* na Primavera.

3.4. Experiências de remoção

3.4.1. Ano de não safra (2015/2016)

a) Experiência de Inverno

Nesta experiência foram colocadas no terreno 1050 bolotas tendo-se verificado elevadas taxas de remoção em todas as situações. A remoção de bolotas no primeiro dia de monitorização foi superior a 65% em todos os locais. Na combinação “Sul com cerca” a remoção foi a mais elevada (91,9%) e na combinação “Norte sem cerca” a remoção foi a mais reduzida (65,7%). Ao fim dos 5 dias de monitorização a remoção foi total apenas na combinação “Sul com cerca” (Tabela 3.1), mas nas restantes combinações o número de bolotas restante foi residual, tendo variado entre uma (“Sul sem cerca - 0,4%) e quatro (“Norte com cerca - 1,4% e “Norte sem cerca” - 1,2%) bolotas.

Foram identificados efeitos da exclusão de herbivoria ($F_{(1,1038)} = 33,86$; $p < 0,01$) e da exposição ($F_{(1,1038)} = 8,26$; $p < 0,01$), tendo sido removidas mais bolotas nos locais com cerca e nas vertentes Sul; no entanto o efeito da cerca foi mais forte do que o efeito da vertente (Tabela 3.3). O tamanho da bolota não teve efeito na sua remoção ($F_{(2,1038)} = 0,04$; $p = 0,961$). A correlação entre a cobertura de vegetação em cada local onde foi colocada uma bolota e a remoção ao primeiro dia foi significativa e negativa (Inverno: $r_s = -0,174$; $p < 0,01$), ou seja quando maior a cobertura de vegetação menor a probabilidade da bolota ser removida.

Tabela 3.1 Percentagem de bolotas removidas ao longo dos dias no Inverno nas diferentes combinações de locais.

Inverno					
<i>Dia</i>	<i>Norte c/ cerca</i>	<i>Norte s/ cerca</i>	<i>Sul c/ cerca</i>	<i>Sul s/ cerca</i>	<i>Total</i>
1	87,4	65,7	91,9	80	81,25
2	9,4	25,4	7,6	12,9	13,83
3	1,7	1,4	0	6,2	2,33
4	0,3	5,7	0,5	0,5	1,75
5	0	0,4	0	0	0,1
Total	98,8	98,6	100	99,6	99,26

b) Experiência de Primavera

Nesta experiência também foram colocadas no terreno 1050 bolotas. A remoção no primeiro dia continuou a ser superior a 65% em todos os locais; no entanto na combinação “Sul com cerca” a remoção passou a ser a mais reduzida (66,2%) e “Sul sem cerca” a mais elevada (85,2%). Ao fim dos 5 dias de monitorização a remoção não foi completa apenas na combinação “Sul sem cerca” (Tabela 3.2; Figura 3.6), tendo restado apenas uma (0,05%) bolota.

Na primeira análise, que testou os efeitos da exclusão, exposição e tamanho das bolotas, houve uma interação significativa entre os dois primeiros factores ($F_{(1,1038)} = 8,67$; $p = 0,03$). Na vertente Norte as bolotas foram removidas de forma semelhante nos locais com/sem cerca, mas na vertente Sul as bolotas foram removidas mais depressa nos locais sem cerca. Mais uma vez não houve efeito do tamanho da bolota na probabilidade de remoção ($F_{(2,1038)} = 0,29$; $p = 0,749$).

Ao ser testada a posição da bolota no solo (superfície/coberta com folhagem/ enterrada a 1cm no solo) em conjunto com a exclusão e a exposição, houve apenas efeito da exclusão ($F_{(1,1038)} = 16,09$; $p < 0,01$); nos locais sem cerca as bolotas foram removidas em maior quantidade (Tabela 3.2). A posição da bolota no solo não teve efeito na probabilidade de remoção ($F_{(2,1038)} = 1,11$; $p = 0,329$).

A correlação entre a soma da cobertura de vegetação em cada local onde foi colocada uma bolota e a remoção no primeiro dia, foi significativa e negativa (Primavera: $r_s = -0,072$; $p = 0,012$), ou seja quando maior a cobertura de vegetação menor a probabilidade da bolota ser removida.

Tabela 3.2 Percentagem de bolotas removidas ao longo dos dias na Primavera nas diferentes combinações de locais.

Primavera					
<i>Dia</i>	<i>Norte c/ cerca</i>	<i>Norte s/ cerca</i>	<i>Sul c/ cerca</i>	<i>Sul s/ cerca</i>	<i>Total</i>
1	78	80,4	66,2	85,2	77,45
2	17,1	17,1	33,3	7,6	18,76
3	4,3	2,1	0,5	2,4	2,3
4	0,6	0,4	0	1,4	0,6
5	0	0	0	2,9	0,73
Total	100	100	100	99,5	99,88

Na experiência de Inverno a taxa de remoção no primeiro dia foi superior à observada na experiência de Primavera (Tabela 3.1 e 3.2; Figura 3.5). No entanto, ao fim dos 5 dias de monitorização a remoção total foi superior na Primavera (Tabela 3.1 e 3.2).

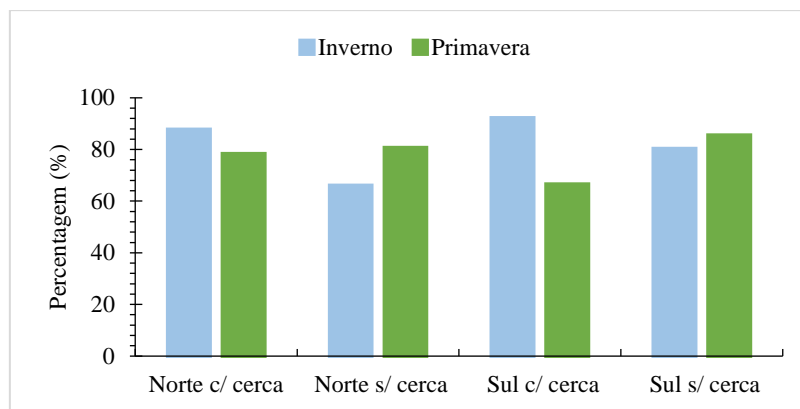


Figura 3.5 Comparação da percentagem de remoção no 1º dia de monitorização entre as duas épocas de experiências para as diferentes combinações de locais (cada barra foi calculada para o total de bolotas colocado em cada tipo de tratamento experimental).

c) Experiência de escolha

Nesta experiência foram colocadas no terreno 180 bolotas. A remoção foi muito elevada e quase todos os grupos desapareceram inteiramente no primeiro dia (90%). Apenas em 3 parcelas nas vertentes a Norte e com cerca as bolotas permaneceram mais do que um dia; ao fim do terceiro dia nas duas parcelas que estavam ainda intactas todas as bolotas foram removidas (Anexo 6.5). Dada a elevada remoção logo no primeiro dia, não foi possível analisar o efeito do tamanho da bolota na probabilidade da sua remoção.

3.4.2. Comparação com o ano de safra (2004/2005)

a) Disponibilidade de bolotas no solo

Relativamente à produção de bolotas, 2004/2005 foi um ano de safra. As vertentes a Norte tiveram uma produção de $6,5 \pm 13,03$ bolotas por m^2 de copa por dia, e para as vertentes Sul esse valor foi $14,4 \pm 20,75$, não se registando diferenças entre as duas vertentes ($t = -1,014$; $gl = 18$; $p > 0,05$) (Azeda, 2006).

b) Remoção de bolotas

Foram colocadas no terreno 720 bolotas. A remoção total também foi muito elevada (96,93%), mas no entanto foi inferior à de 2015/2016 (99,56%) (Tabela 3.3).

Houve um efeito significativo da interação entre exclusão e exposição (Wald $X^2 = 4,377$; $gl = 1$; $p = 0,036$). Nos locais “Norte sem cerca” houve uma maior remoção do que nos “Norte com cerca” e “Sul sem cerca” (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 Comparação da percentagem de remoção entre o ano de safra (2004/2005) e o ano de não safra (2015/2016) entre os mesmos meses do ano (Janeiro e Março) nas diferentes categorias de locais. Os valores de 2004/2005 referem-se a uma única experiência; os de 2015/2016 referem-se a duas experiências e por isso são apresentados como média \pm desvio-padrão.

Ano de safra (2004/2005)					
<i>Dia</i>	Norte c/ cerca	Norte s/ cerca	Sul c/cerca	Sul s/ cerca	Total
1	84,4	97,8	85	92,2	89,85
2	0	0	4,4	7,8	3,05
3	2,2	0	5	0	1,8
4	2,2	2,2	0,6	0	1,25
5	2,2	0	1,7	0	0,98
Total	91	100	96,7	100	96,93
Ano de não safra (2015/2016)					
1	82,7 \pm 4,7	73,05 \pm 7,35	79,05 \pm 12,85	82,6 \pm 2,6	79,35
2	13,2 \pm 3,85	21,25 \pm 4,15	20,45 \pm 12,85	10,25 \pm 2,65	16,3
3	3 \pm 1,3	1,75 \pm 0,35	0,25 \pm 0,25	4,3 \pm 1,9	2,32
4	0,45 \pm 0,15	3,05 \pm 2,65	0,25 \pm 0,25	0,95 \pm 0,45	1,18
5	0	0,2 \pm 0,2	0	1,45 \pm 1,45	0,41
Total	99,4	99,3	100	99,55	99,56

4. Discussão

O principal resultado deste trabalho foi o registo da remoção quase total de bolota em todos os locais e em muito pouco tempo. A remoção elevada de bolotas foi reportada em muitos trabalhos, não só na Península Ibérica (Arosa *et al.*, 2015; Gómez *et al.*, 2003; González-Rodríguez e Villar, 2012; Herrera, 1995; Pons e Pausas, 2007a, 2007b, 2007c; Pulido e Díaz, 2005), mas também em outras partes do mundo como no México (López-Barrera *et al.*, 2005) e na China (Wang *et al.*, 1999). No entanto, remoção não é sinónimo de predação, e portanto parte destas sementes poderá ainda germinar. Os pequenos mamíferos preferem comer as bolotas logo no local mas uma reduzida quantidade é transportada e armazenada para servir de reserva alimentar. Parte destas bolotas armazenadas nunca irá ser consumida e portanto pode vir a sobreviver e germinar caso estejam em locais adequados (González-Rodríguez e Villar, 2012). As aves, ao transportarem as bolotas em voo podem deixá-las cair, podendo estas vir a ter possibilidade de germinar (Steele *et al.*, 1993). Por outro lado, vários trabalhos reportam que a quantidade de sementes transportadas pelos dispersores para locais com as características essenciais à sua sobrevivência é bastante reduzida (Pulido e Díaz, 2005), sendo esta umas das razões pela qual se pensa que a regeneração natural do montado é quase nula (Pulido e Díaz, 2005).

Neste trabalho tanto o tamanho das bolotas como a posição destas no solo não tiveram efeito na remoção. Esperava-se o oposto, pois vários trabalhos mostraram que os ratos-do-campo e o gaio têm preferência pelas bolotas de maior dimensão (ex., Pons e Pausas, 2007a; Rodrigues, 2006). Por outro lado, o enterramento proporciona uma maior probabilidade de sobrevivência, pois as bolotas enterradas têm uma menor probabilidade de serem encontradas (Arosa *et al.*, 2015; Vander Wall, 2001). No entanto, o facto das bolotas estarem separadas por aproximadamente um metro pode ter facilitado o seu encontro. Também a proximidade de bolotas à superfície e cobertas com folhagem, situação mais próxima da realidade, pode ter ajudado de alguma forma os animais a encontrar as bolotas enterradas (Herrera, 1995). Ainda assim, a quantidade de bolotas disponível este ano foi muito escassa e é plausível que qualquer bolota fosse escolhida, dada a sua raridade.

A cobertura vegetal revelou-se um factor importante para a não remoção das bolotas. Quanto maior a cobertura maior foi a probabilidade da bolota não ser removida. As diferenças na vegetação das vertentes Norte e Sul explicarão as diferenças que foram detetadas na remoção entre os dois tipos de vertente. As vertentes a Norte são mais húmidas, o que se reflete na sua vegetação, sendo esta mais densa, com arbustos e árvores mais altos e mais próximos. As vertentes a Sul são mais secas, com arbustos mais homogéneos e árvores bastante espaçadas. Portanto, as vertentes a Norte têm uma maior probabilidade da remoção ser realizada maioritariamente por pequenos mamíferos, que têm preferência por locais com vegetação mais densa, que confere proteção (González-Rodríguez e Villar, 2012; Pons e Pausas, 2006). Nas vertentes a Sul a remoção pode ser feita também por aves, que devido à menor densidade de árvores têm um melhor campo de visão (Pons e Pausas, 2007a, 2007b).

A cerca diminuiu a remoção durante o primeiro dia em alguns locais; no entanto, ao fim dos cinco dias de monitorização quase todas as bolotas foram removidas. As cercas da Herdade da Ribeira Abaixo foram colocadas há mais de 10 anos (Rebelo *et al.*, 2008). Nos locais com cerca não existe a passagem de javalis, e pode ter havido algum efeito de repulsão de alguns carnívoros de porte maior como a raposa. Assim, as cercas podem ter proporcionado uma maior segurança para os pequenos mamíferos. Nos locais sem cerca a remoção terá sido feita maioritariamente pelos grandes predadores de bolota, os javalis, onde em vários locais foi possível encontrar vestígios da sua presença (fossadas - obs. pess. – Anexo 6.6).

Relativamente à abundância de pequenos mamíferos as capturas foram muito reduzidas e houve um declínio do Inverno para a Primavera. Este resultado era inesperado pois a Primavera corresponde ao início da época de reprodução e portanto seria de esperar que os animais estivessem mais activos, e que

se encontrassem fêmeas grávidas ou juvenis. A reduzida abundância de pequenos mamíferos pode ser explicada pela escassez de alimento em anos de não-safra (McShea, 2000; Ostfeld e Keesing, 2000).

A reduzida abundância de pequenos mamíferos também significa poucas presas para os carnívoros e portanto estes poderão ter recorrido a outros alimentos, como é o caso de artrópodes e frutos (Carvalho e Gomes, 2004). Parte a alimentação dos mesocarnívoros da região mediterrânica é constituída por artrópodes e frutos (Rosalino e Santos-reis, 2009). As azeitonas são as mais consumidas, mas as pêras, os figos e as bolotas também se revelam importantes (Rosalino *et al.*, 2005a). No entanto dão preferência a frutos de polpa (Rosalino e Santos-reis, 2009). Na área de estudo, o texugo, a fuinha e a geneta poderão ter sido responsáveis pela remoção de algumas bolotas (Rosalino *et al.*, 2005b), sendo o texugo considerado por vários autores como a espécie que engloba uma maior quantidade de frutos na sua alimentação (Loureiro *et al.*, 2009; Rosalino *et al.*, 2003). O consumo das bolotas pelos carnívoros não traz vantagens para as árvores, pois estas sementes são geralmente consumidas e digeridas por inteiro. No entanto, a importância dos carnívoros para a sobrevivência das bolotas já foi documentada na China (Gao e Sun, 2005). Ao procurarem alimento, como artrópodes, estes animais escavam pequenos buracos em forma de funil (Rosalino *et al.*, 2005a), que funcionam como locais de sementeira, onde podem ficar retidas as bolotas, sendo que rapidamente ficam cobertas com solo e folhas, o que lhes proporciona uma maior probabilidade de sobrevivência (Gao e Sun, 2005).

Comparando as duas épocas de experimentação, houve algumas diferenças. Na experiência de Inverno a remoção foi mais rápida nos locais com cerca e nas vertentes a Sul. Na experiência de Primavera, não houve diferenças na remoção entre os locais com e sem cerca nas vertentes a Norte, mas nas vertentes a Sul mais uma vez a remoção foi superior nos locais sem cerca. No fim do período de monitorização a remoção foi superior na Primavera. A produção de bolota atinge o seu pico entre Novembro e Dezembro e termina em Fevereiro (Azevedo, 2015; Humphries *et al.*, 2005). Para além disso, na Primavera as bolotas disponíveis no solo são de fraca qualidade. Em 2015/2016 esse padrão também aconteceu, o que justifica a menor abundância de bolota na Primavera, tornando as bolotas usadas na experiência um recurso mais raro, quando comparado com a experiência de Inverno. Por isso, a maior remoção na Primavera era expectável.

Comparando um ano de safra (2004/2005) com o ano de não safra (2015/16), verifica-se que a remoção foi elevada nos dois anos. No entanto, em 2004/2005 houve uma maior percentagem de bolotas não removidas. Nesse ano houve uma elevada disponibilidade de bolotas, especialmente nas vertentes a Sul, o que pode justificar que a remoção tenha sido superior a Norte. Em 2015/2016 aconteceu exactamente o oposto - a disponibilidade de bolotas foi muito reduzida, encontraram-se mais bolotas na vertente Norte e a remoção foi superior na vertente Sul. Portanto, as bolotas foram rapidamente removidas onde estavam menos disponíveis, o que indica que a disponibilidade de bolota não condiciona a utilização do habitat pelos seus consumidores.

Algumas das bolotas removidas durante a experiência poderão vir a germinar. Quando há anos de produção reduzida os pequenos mamíferos tendem a ser mais cuidadosos no armazenamento das bolotas, minimizando os aglomerados e diminuindo assim a probabilidade de descoberta das bolotas por outros animais (Muñoz e Bonal, 2007; Puerta-Piñero *et al.*, 2010). Assim, apesar de serem poucas as sementes que sobrevivem nos anos de fraca produção, as que são dispersadas pelos roedores têm uma maior probabilidade de germinar e de se estabelecer com sucesso (Puerta-Piñero *et al.*, 2010). Muñoz e Bonal (2007) detectaram que na presença de ungulados os roedores tendem a não armazenar as bolotas em grandes aglomerados, e consomem-nas rapidamente. Portanto a presença de javalis e ovelhas na área de estudo pode ter impacto no consumo das bolotas pelos pequenos mamíferos.

No entanto, neste trabalho supomos que a maior parte das bolotas tenha sido dispersa por aves. Os gaios estão presentes em Portugal durante todo o ano, sendo considerados residentes. Na HRA sabe-se que estes são responsáveis pelo transporte de bolotas (Rodrigues, 2006). Os gaios podem apresentar

diferentes comportamentos na presença/ausência de outros predadores de sementes, como armazenar mais alimento e alterar o local de armazenamento várias vezes (Dally *et al.*, 2006; Goodwin, 1955). Mas, quando há muito alimento disponível, estas aves optam por consumir logo o alimento em vez do armazenar (Goodwin, 1955). No entanto não existe informação relativamente ao comportamento de armazenamento destas aves em anos de safra e não safra.

A produção de sementes em massa e sincronizada (safra ou *masting*) é imprevisível, mas a disponibilidade de água parece ser o factor com maior importância para a sua ocorrência (Espelta *et al.*, 2008; Ostfeld e Keesing, 2000). O tamanho da árvore e da sua copa, e as características climáticas e microclimáticas, como a temperatura e a precipitação, são alguns dos factores que podem influenciar a produção de bolotas (Clotfelter *et al.*, 2007; Espelta *et al.*, 2008). As alterações climáticas têm levado a um decréscimo da pluviosidade, principalmente na primavera, tornando-a mais seca, podendo influenciar a produtividade destas árvores. A competição por recursos, tamanho reduzido da árvore, o ensombramento ou interferência entre copas podem implicar uma fraca produção (Espelta *et al.*, 2008). Os anos de safra diminuem a probabilidade das bolotas serem predadas, não só no local onde caem mas também no local para onde são transportadas. Devido à sua elevada disponibilidade, a probabilidade das bolotas armazenadas serem consumidas é menor (López- Barrera e Manson, 2006). Estas bolotas têm também uma menor probabilidade de serem predadas por outros animais e uma maior probabilidade de vir a germinar (López- Barrera e Manson, 2006). Os nossos resultados concordam com este padrão e sugerem que a regeneração natural do montado parece estar dependente dos anos de safra, quando ocorre uma maior possibilidade de sobrevivência das bolotas e possivelmente da sua germinação.

Para um futuro trabalho seria de interesse realizar as experiências todos os meses desde o início da queda de bolota e seguir as bolotas por *radio-tracking* (Pons e Pausas, 2007b) para avaliar a percentagem que sobrevive e tem oportunidade de germinar e se desenvolver. Também seria interessante realizar experiências separadas com as diferentes posições, por exemplo comparando parcelas apenas com bolotas enterradas com outras apenas com bolotas cobertas com folhagem, de forma a analisar se há uma maior probabilidade de remoção quando as bolotas se encontram perto de outras à superfície.

De forma a complementar os resultados seria ainda interessante utilizar câmaras de vídeo para avaliar a proporção de bolotas removidas por aves e por pequenos mamíferos, ou mesmo por carnívoros (Gao e Sun, 2005; Rodrigues, 2006).

4.1.Considerações finais, implicações para a gestão e conservação

As cercas são uma medida de gestão proposta para possibilitar a regeneração natural e a sucessão do montado porque impedem o acesso dos grandes herbívoros, que são consumidores das bolotas e plântulas de sobreiro (Gómez e Hódar, 2008), mantendo contudo a potencial dos pequenos mamíferos e aves enquanto dispersores. As bolotas são frutos pesados, o que leva a que fiquem debaixo da copa da árvore-mãe (Gómez, 2004; Pulido e Díaz, 2005). Este acontecimento é vantajoso para o seu desenvolvimento inicial, pois estão protegidas do sol directo, germinando rapidamente perante condições de humidade e temperatura adequadas. No entanto, durante o seu crescimento as plântulas tornam-se intolerantes ao ensombramento e à competição (Acácio e Holmgren, 2014; Espelta *et al.*, 2008). Assim, a dispersão das bolotas é necessária para a sobrevivência a longo prazo do sobreiro, mas uma remoção demasiado elevada também pode ser desvantajosa. As bolotas podem ser transportadas para locais sem as condições necessárias para a germinação, ou podem ser consumidas (Gómez *et al.*, 2003; Wang *et al.*, 1999). É importante que as bolotas germinem em locais onde estejam protegidas da herbivoria (como por exemplo dentro de zonas cercadas) pois estes permitem uma maior probabilidade de sobrevivência das plântulas (González-Rodríguez e Villar, 2012; Smit *et al.*, 2001).

Com este trabalho foi possível concluir que na serra de Grândola as cercas, por si só, não são suficientes para evitar a remoção de bolota. A regeneração natural do montado está assim dependente dos anos de safra, nos quais algumas bolotas se mantêm durante toda a estação e conseguem germinar. A fraca produção de bolotas também tem consequências para as populações das espécies que dependem deste alimento. Em anos consecutivos de não safra ocorre um decréscimo nas populações de ungulados, aves e roedores e como consequência também dos seus predadores (López- Barrera e Manson, 2006).

O abandono da gestão dos campos levou à alteração da paisagem (Pinto-Correia e Mascarenhas, 1999). A curto prazo este abandono pode ser favorável para as espécies do montado, devido aos menores distúrbios causados pelo homem. No entanto, a competição com outras espécies leva a uma menor probabilidade de desenvolvimento das espécies características do montado, como é o caso do sobreiro (Acácio *et al.*, 2007; Acácio e Holmgren, 2014; Sá- Sousa, 2014). A longo prazo as espécies importantes nestes habitats, como é o caso dos carvalhos, que são uma fonte de alimento para vários animais, e também locais de repouso e protecção (González-Rodríguez e Villar, 2012; Pereira *et al.*, 2015), podem não ter capacidade suficiente para regeneração levando ao seu enfraquecimento, redução e possível desaparecimento (Acácio *et al.*, 2009; Pinto-Correia e Godinho, 2013).

O montado, para além de ser um ecossistema com enorme interesse ao nível da biodiversidade, também tem vantagens para o ser humano e muitos dos seus recursos podem ser utilizados de uma forma sustentável. O mesmo já foi feito antigamente e é possível que se volte a fazer, sendo agora mais do que possível, essencial para a continuidade deste ecossistema.

5. Referências bibliográficas

- Abt, K.F., Bock, W.F., 1998. Seasonal variations of diet composition in farmland field mice *Apodemus* spp. and bank voles *Clethrionomys glareolus*. *Acta Theriol.* 43, 379–389.
- Acácio, V., Holmgren, M., 2014. Pathways for resilience in Mediterranean cork oak land use systems. *Ann. For Sci.* Springer Verlag/EDP Sciences. 71 (1), 5-13. doi:10.1007/s13595-012-0197-0
- Acácio, V., Holmgren, M., Jansen, P.A., Schrotter, O., 2007. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems* 10, 1220–1230. doi:10.1007/s10021-007-9089-9
- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F., Mohren, G.M.J., 2009. Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agroforest. Syst.* 76, 389–400. doi:10.1007/s10457-008-9165-y
- Arosa, M.L., Ceia, R.S., Costa, S.R., Freitas, H., 2015. Factors affecting cork oak (*Quercus suber*) regeneration: acorn sowing success and seedling survival under field conditions. *Plant Ecol. Divers.* 1–10. doi:10.1080/17550874.2015.1051154
- Azedo, C.M.G., 2006. A produção de semente e a predação pré-dispersão : sua importância para a regeneração natural de *Quercus suber* L ., 1753 , *Quercus rotundifolia* Lam ., 1785 e *Quercus faginea* Lam ., 1783 , na serra de Grândola. (Tese de mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa)
- Azevedo, A., 2015. Frutos Silvestres Comestíveis, Guia Prático. 1ª edição. Quercus, Associação nacional de Conservação da Natureza, Lisboa
- Belo, C.C., Pereira, M.S., Moreira, A.C., Coelho, I.S., Onofre, N., Paulo, A., 2009. Montado. In: Pereira, H. M., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. (Eds) *Ecossistemas e Bem-Estar Humano*. Fundação da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e Escolar Editora. pp. 251-294
- Carvalho, J.C., Gomes, P., 2004. Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *J. Zool.* 263, 275–283. doi:10.1017/S0952836904005266
- Clotfelter, E.D., Pedersen, A.B., Cranford, J.A., Ram, N., Snajdr, E.A., Jr, V.N., Ketterson, E.D., 2007. Acorn mast drives long-term dynamics of rodent and songbird populations. *Oecologia* 154, 493–503. doi:10.1007/s00442-007-0859-z
- Corp, I., 2013. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 23.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Dally, J.M., Clayton, N.S., Emery, N.J., 2006. The behaviour and evolution of cache protection and pilferage. *Anim. Behav.* 72, 13–23. doi:10.1016/j.anbehav.2005.08.020
- Espelta, J.M., Cortés, P., Molowny-Horas, R., Sánchez-Humanes, B., Retana, J., 2008. Masting mediated by summer drought reduces acorn predation in Mediterranean oak forests. *Ecology* 89, 805–817.
- Focardi, S., Capizzi, D., Monetti, D., 2000. Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *J. Zool.* 250, 329–334. doi:10.1017/S095283690000306X
- Gao, X., Sun, S., 2005. Effects of the small forest carnivores on the recruitment and survival of Liaodong oak (*Quercus wutaishanica*) seedlings. *For. Ecol. Manage.* 206, 283–292. doi:10.1016/j.foreco.2004.11.007
- Gómez, J.M., 2004. Importance of microhabitat and acorn burial on *Quercus ilex* early recruitment: Non-additive effects on multiple demographic processes. *Plant Ecol.* 172, 287–297. doi:10.1023/B:VEGE.0000026327.60991.f9
- Gómez, J.M., García, D., Zamora, R., 2003. Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a

- Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. For. Ecol. Manage. 180, 125–134. doi:10.1016/S0378-1127(02)00608-4
- Gómez, J.M., Hódar, J.A., 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). For. Ecol. Manage. 256, 1384–1389. doi:10.1016/j.foreco.2008.06.045
- González-Rodríguez, V., Villar, R., 2012. Post-dispersal seed removal in four Mediterranean oaks: Species and microhabitat selection differ depending on large herbivore activity. Ecol. Res. 27, 587–594. doi:10.1007/s11284-012-0927-7
- Goodwin, D., 1955. Further observations on the behaviour of the jay *Garrulus glandarius*. Ibis. 98, 187–219.
- Grove, A.T., Rackham, O., 2003. The nature of Mediterranean Europe: an ecological history. Yale University Press, New Haven
- Herrera, J., 1995. Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). For. Ecol. Manage. 76, 197–201. doi:10.1016/0378-1127(95)03566-S
- Humphries, C.J., Press, J.R., Sutton, D.A., 2005. Árvores de Portugal e da Europa. 2ª edição. Fapas, Fundo para a Proteção dos Animais Selvagens, Porto.
- Jensen, S.P., 1993. Temporal changes in food preferences of wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.). Oecologia 94, 76–82. doi:10.1007/BF00317305
- Koike, S., Morimoto, H., Goto, Y., Kozakai, C., Yamazaki, K., 2008. Frugivory of carnivores and seed dispersal of fleshy fruits in cool-temperate deciduous forests. J. For. Res. 13, 215–222. doi:10.1007/s10310-008-0069-5
- López- Barrera, F., Manson, R.H., 2006. Ecology of Acorn Dispersal by Small Mammals in Montane Forests of Chiapas , Mexico. Ecol. Stud. 185, 166–176.
- López-Barrera, F., Newton, A., Manson, R., 2005. Edge effects in a tropical montane forest mosaic: Experimental tests of post-dispersal acorn removal. Ecol. Res. 20, 31–40. doi:10.1007/s11284-004-0016-7
- Loureiro, F., Bissonette, J.A., Macdonald, D.W., Santos-reis, M., 2009. Temporal Variation in the Availability of Mediterranean Food Resources: Do Badgers *Meles meles* Track Them? Wild. Biol. 15, 197–206. doi:10.2981/07-046
- Matías, L., Zamora, R., Mendoza, I., Hódar, J.A., 2010. Seed Dispersal Patterns by Large Frugivorous Mammals in a Degraded Mosaic. Landscape. Restor. Ecol. 18, 619–627. doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00475.x
- McShea, W.J., 2000. The influence of acorn crops on annual variation in rodent and bird populations. Ecology 81, 228–238.
- Merouani, H., Branco, M., Pereira, J. S., Almeida, M. H., Belletti, P., Monteleone, I., Groot, S. P. C., Sobrino, E., Muroli, A., Cerboneschi, A., Sechi, C., Santos, M. L., Plaza, J. 2001. Management and long-term storage of cork-oak acorns - A practical handbook. Publicação produzida no âmbito do projecto Europeu FAIR5-CT97-3480
- Muñoz, A., Bonal, R., 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. Oikos 116, 1631–1638. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15710.x
- Muñoz, A., Bonal, R., 2008. Are you strong enough to carry that seed? Seed size/body size ratios influence seed choices by rodents. Anim. Behav. 76, 709–715. doi:10.1016/j.anbehav.2008.03.017
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853–858.

- Ostfeld, R.S., Keesing, F., 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 15, 232–237.
- Pereira, P., Godinho, C., Roque, I., Rabaça, J.E., 2015. O Montado e as aves: boas práticas para uma gestão sustentável. LabOr – Laboratório de Ornitologia / ICAAM, Universidade de Évora, Câmara Municipal de Coruche, Coruche.
- Pereira, P.M., da Fonseca, M.P., 2003. Nature vs. nurture: The making of the montado ecosystem. *Ecol. Soc.* 7(3): 7.
- Pinto-Correia, T., 2000. Future development in Portuguese rural areas: How to manage agricultural support for landscape conservation? *Landsc. Urban Plan.* 50, 95–106. doi:10.1016/S0169-2046(00)00082-7
- Pinto-Correia, T., Godinho, S., 2013. Changing Agriculture–Changing Landscapes: What is Going on in the High Valued Montado. in: Ortiz-Miranda, D., Moragues-Faus, A., Arnalte-Alegre, E. (Eds.) *Agriculture in Mediterranean Europe: Between Old and New Paradigms*. Emerald Group. pp: 75–90. doi:10.1108/S1057-1922(2013)0000019006
- Pinto-Correia, T., Mascarenhas, J., 1999. Contribution to the extensification/intensification debate: New trends in the Portuguese montado. *Landsc. Urban Plan.* 46, 125–131. doi:10.1016/S0169-2046(99)00036-5
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N., Sá-Sousa, P., 2011. Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agrofor. Syst.* 82, 99–104. doi:10.1007/s10457-011-9388-1
- Pons, J., Pausas, J.G., 2006. Oak regeneration in heterogeneous landscapes : The case of fragmented *Quercus suber* forests in the eastern Iberian Peninsula. *For. Ecol. Manage.* 231, 196–204. doi:10.1016/j.foreco.2006.05.049
- Pons, J., Pausas, J.G., 2007a. Not only size matters: Acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). *Acta Oecol.* 31, 353–360. doi:10.1016/j.actao.2007.01.004
- Pons, J., Pausas, J.G., 2007b. Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia* 153, 903–911. doi:10.1007/s00442-007-0788-x
- Pons, J., Pausas, J.G., 2007c. Rodent acorn selection in a Mediterranean oak landscape. *Ecol. Res.* 22, 535–541. doi:10.1007/s11284-006-0053-5
- Puerta-Piñero, C., Gómez, J.M., Schupp, E.W., 2010. Spatial patterns of acorn dispersal by rodents : do acorn crop size and ungulate presence matter? *Oikos* 199, 179–187. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.17793.x
- Pulido, F.J., Díaz, M., 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: A whole-cycle approach. *Ecoscience* 12, 92–102. doi:10.2980/i1195-6860-12-1-92.1
- Rebelo, R., Borralho, R., Toureiro, N., Bugalho, M., 2008. Impactos da Herbivoria e da Dispersão de Bolota na Regeneração do montado de Sobro. *Projecto AGRO* 669 1–38.
- Rebelo, R., Correia, A.I., Fonseca, F., Luz, M., 2009. Herdade da Ribeira Abaixo e Serra de Grândola. in: Pereira, H. M., Domingos, T., Vicente, L., Proença, V. (Eds) *Ecossistemas e Bem-Estar Humano*. Fundação da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e Escolar Editora. pp. 637–659.
- Rodrigues, R.P.C., 2006. Seleção e dispersão de bolota pela comunidade de vertebrados do Montado de Sobro da Serra de Grândola. (Relatório de estágio, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra)
- Rosalino, L.M., Loureiro, F., Macdonald, D.W., Santos-Reis, M., 2005a. Original investigation Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands : an opportunistic forager with

- seasonal specialisms. *Mamm. Biol. - Z. Säugetierkd.* 70 (1), 12–23.
- Rosalino, L.M., Nóbrega, F., Santos-Reis, M., Teixeira, G., Rebelo, R., 2013. Acorn Selection by the Wood Mouse *Apodemus sylvaticus*: A Semi-controlled Experiment in a Mediterranean Environment. *Zoolog. Sci.* 30, 724–30. doi:10.2108/zsj.30.724
- Rosalino, L.M., Santos, M.J., Domingos, S., Rodrigues, M., Santos-Reis, M., 2005b. Population structure and body size of sympatric carnivores in a Mediterranean landscape of SW Portugal. *Revista de Biologia* 23, 135–146.
- Rosalino, L.M., Santos-reis, M., 2009. Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mamm. Rev.* 39, 67–78. doi:10.1111/j.1365-2907.2008.00134.x
- Rosalino, L.M., Santos-Reis, M., Loureiro, F., 2003. Food digestibility of a Eurasian badger *Meles meles* with special reference to the Mediterranean region. *Acta Theriol.* 48, 283–288. doi:10.1007/BF03194168
- Sá- Sousa, P., 2014. The Portuguese montado: Conciliating ecological values with human demands within a dynamic agroforestry system. *Ann. For. Sci.* 71, 1–3. doi:10.1007/s13595-013-0338-0
- Santos - Reis, M., Correia, A.I., 1999. Caracterização da flora e fauna do montado da Herdade da Ribeira Abaixo. Lisboa, Centro de Biologia Ambiental.
- Schnurr, J.L., Ostfeld, R.S., Canham, C.D., 2002. Direct and indirect effects of mast seeding on rodent populations and tree seed survival. *Oikos* 96, 402–410. doi:10.1034/j.1600-0706.2002.960302.x
- Shaw, M.W., 1968. Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales: II. Acorn losses and germination under field conditions. *J. Ecol.* 56, 647–660. doi:10.2307/2258097
- Shimada, T., Saitoh, T., 2003. Negative effects of acorns on the wood mouse *Apodemus speciosus*. *Popul. Ecol.* 45, 7–17. doi:10.1007/s10144-002-0134-4
- Shimada, T., Saitoh, T., 2006. Re-evaluation of the relationship between rodent populations and acorn masting: a review from the aspect of nutrients and defensive chemicals in acorns. *Popul. Ecol.* 48, 341–352. doi:10.1007/s10144-006-0012-6
- Smit, R., Bokdam, J., Ouden, J. Den, Olff, H., Schot-Opschoor, H., Schrijvers, M., 2001. Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. *Plant Ecol.* 155, 119–127.
- Steele, M.A., Knowles, T., Bridle, K., Simms, E.L., 1993. Tannins and Partial Consumption of Acorns : Implications for Dispersal of Oaks by Seed Predators. *Am. Midl. Nat.* 130, 229–238.
- Vander Wall, S.B., 2001. The Evolutionary Ecology of Nut Dispersal. *Bot. Rev.* 67 (1), 74–117.
- Wang, W., Ma, K., Liu, C., 1999. Removal and predation of *Quercus liaotungensis* acorns by animals. *Ecol. Res.* 14, 225–232. doi:10.1046/j.1440-1703.1999.143297.x

6. Anexos

Anexo 6.1 Espécies de arbustos e árvores registadas – número de indivíduos por cada 10 metros em cada parcela; onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Espécie	K1	V1	K4	V4	K6	V6	K7	V7	K9	V9	K10	V10	K11	K12	V12
<i>Cistus salvifolius</i>	10,08	9,59	9,64	8,10	3,82	4,17	7,17	8,90	9,22	15,30	6,36	13,59	9,01	9,30	16,21
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0	1,79	0,14	1,55	3,53	0,17	12,97	9,04	9,61	4,85	7,73	9,38	3,30	0,16	0,34
<i>Quercus suber</i>	1,95	3,25	1,87	4,31	1,62	2,78	0,55	0	0,39	0,15	1,67	0	3,52	4,96	3,10
<i>Arbutus unedo</i>	0	0,81	1,58	1,72	2,21	2,78	0	0	0	0	0	0	1,98	1,55	1,21
<i>Pyrus bourgaeana</i>	0,15	0	0	0	0	0	0	0,41	0	0	0	0	0	0	0
<i>Genista triacanthos</i>	0,30	0	1,58	0,52	1,03	0	0	0	0	0	0	0	0,66	2,64	3,45
<i>Pinus pinaster</i>	0	0	1,15	1,21	0	0,17	0	0,14	0	0	0	0	0,44	0	0,17
<i>Cistus populifolius</i>	0	0	1,15	0,34	6,32	9,22	0	0	0	0	0	0	0,21	5,43	3,28
<i>Cistus ladanifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1,18	0	0	0,47	0	0	0
<i>Rubus fruticosus</i>	0	0	0	0	0	0,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paeonia broteri</i>	0,30	0,16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetação morta (várias spp)	0,90	4,07	0,43	0	0,88	0,35	2,90	2,60	1,37	0,91	1,36	1,25	3,74	1,86	0,69
<i>Erica arborea</i>	0	0	0,43	0,34	0,29	0,70	0	0	0	0	0	0	0	0,31	0
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0,17	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Viburnum tinus</i>	0	0	0	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0,44	0	0,17
<i>Cytisus baeticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,32	1,86	0
<i>Astragalus boeticus</i>	0	0	0	0	0	0	0,28	0	0	0	0	0	0,66	0	0
<i>Smilax aspera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,98	0	0,86

Anexo 6.2 Características das espécies de arbustos e árvores registadas em cada parcela; onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Espécies	K1					Espécies	V1				
	Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N		Alt. med	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N
<i>Cistus salvifolius</i>	79,03	29,47	20	135	67	<i>Cistus salvifolius</i>	90,85	35,57	30	185	59
<i>Quercus suber</i>	138,08	176,23	20	700	13	<i>Rosmarinus officinalis</i>	86,36	34,21	30	130	11
<i>Pyrus bourgaeana</i>	165	0	165	165	1	<i>Quercus suber</i>	101,25	48,8	30	210	20
<i>Genista triacanthos</i>	55	21,21	40	70	2	<i>Arbutus unedo</i>	202	72,94	100	300	5
<i>Paeonia broteri</i>	40	0	40	40	2	<i>Paeonia broteri</i>	50	0	50	50	1
Veg. morta (várias spp.)	113,3	24,43	70	135	6	Veg. morta (várias spp.)	100,4	26,57	30	130	25

	K4						V4				
	Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N		Alt. med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N
<i>Cistus salvifolius</i>	88,36	26,25	30	140	67	<i>Cistus salvifolius</i>	89,04	21,51	50	135	47
<i>Rosmarinus officinalis</i>	110	0	110	110	1	<i>Rosmarinus officinalis</i>	89,44	25,3	55	125	9
<i>Quercus suber</i>	249,62	462,61	10	1200	13	<i>Quercus suber</i>	246,8	360,51	30	1000	25
<i>Arbutus unedo</i>	241,82	117,88	40	550	11	<i>Arbutus unedo</i>	105,5	59,7	40	200	10
<i>Genista triacanthos</i>	75,45	39,27	20	150	11	<i>Genista triacanthos</i>	71,67	25,66	50	100	3
<i>Pinus pinaster</i>	195,71	33,59	130	230	7	<i>Pinus pinaster</i>	255,71	286,76	100	900	7
<i>Cistus populifolius</i>	97,5	61,64	40	200	8	<i>Cistus populifolius</i>	172,5	3,54	170	175	2
Veg. morta (várias spp.)	113,33	5,77	110	120	3	<i>Erica arborea</i>	147,5	45,96	115	180	2
<i>Erica arborea</i>	90	65,57	30	160	3	<i>Crataegus monogyna</i>	160	0	160	160	1

Anexo 6.2 (continuação)

<i>Espécies</i>	K6					<i>Espécies</i>	V6				
	Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N		Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N
<i>Cistus salvifolius</i>	58,08	21,07	30	100	26	<i>Cistus salvifolius</i>	73,33	37,38	30	200	24
<i>Rosmarinus officinalis</i>	71,04	27,42	30	130	24	<i>Rosmarinus officinalis</i>	80	0	80	80	1
<i>Quercus suber</i>	190	215,73	20	800	11	<i>Quercus suber</i>	309,38	350,97	30	900	16
<i>Arbutus unedo</i>	261	128,73	40	450	15	<i>Arbutus unedo</i>	141,56	131,98	30	500	16
<i>Genista triacanthos</i>	94,29	34,45	45	140	7	<i>Pinus pinaster</i>	175	0	175	175	1
<i>Cistus populifolius</i>	94,19	38,76	30	200	43	<i>Cistus populifolius</i>	118,49	48,24	40	200	53
Veg. morta (várias spp.)	106,67	43,67	40	150	6	<i>Rubus fruticosus</i>	130	0	130	130	1
<i>Erica arborea</i>	107,5	3,54	105	110	2	Veg. morta (várias spp.)	120	28,28	100	140	2
<i>Crataegus monogyna</i>	220	0	220	220	1	<i>Erica arborea</i>	203,75	37,72	150	230	4
<i>Viburnum tinus</i>	155	0	155	155	1						
K7							V7				
	Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N		Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N
<i>Cistus salvifolius</i>	75,96	21,85	30	115	52	<i>Cistus salvifolius</i>	70,77	25,13	25	120	65
<i>Rosmarinus officinalis</i>	93,19	26,11	30	170	94	<i>Rosmarinus officinalis</i>	82,65	24,02	20	130	66
<i>Quercus suber</i>	231,25	315,08	35	700	4	<i>Pyrus bourgaeana</i>	215	60,62	145	250	3
Veg. morta (várias spp.)	95	19,3	50	130	21	<i>Pinus pinaster</i>	110	0	110	110	1
<i>Astragalus boeticus</i>	102,5	17,68	90	115	2	Veg. morta (várias spp.)	92,11	18,13	50	120	19
K10							V10				
	Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N		Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N
<i>Cistus salvifolius</i>	70	28,39	20	125	42	<i>Cistus salvifolius</i>	74,48	24,3	20	125	87
<i>Rosmarinus officinalis</i>	76,18	26,99	20	160	51	<i>Rosmarinus officinalis</i>	71,08	25,4	30	120	60
<i>Quercus suber</i>	147,73	41,74	90	230	11	<i>Cistus ladanifer</i>	121,67	62,52	50	165	3
Veg. morta (várias spp.)	103,33	61,19	35	250	9	Veg. morta (várias spp.)	96,25	16,64	80	130	8

Anexo 6.2 (continuação)

K11											
<i>Espécies</i>	Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Máx.	N						
<i>Cistus salvifolius</i>	82,27	34,94	30	155	41						
<i>Rosmarinus officinalis</i>	95,33	20,66	60	120	15						
<i>Quercus suber</i>	225,31	263,27	30	800	16						
<i>Arbutus unedo</i>	262,78	74,29	150	350	9						
<i>Genista triacanthos</i>	128,33	55,3	70	180	3						
<i>Pinus pinaster</i>	400	141,42	300	500	2						
<i>Cistus populifolius</i>	100	0	100	100	1						
Veg. morta (várias spp.)	114,71	37,44	50	170	17						
<i>Viburnum tinus</i>	210	42,43	180	240	2						
<i>Cytisus baeticus</i>	141,67	39,2	100	180	6						
<i>Astragalus boeticus</i>	60	52,92	20	120	3						
<i>Smilax aspera</i>	163,33	63,79	40	235	9						
K12						<i>Espécies</i>	V12				
Alt. Med.	Desv. Pad.	Min.	Max.	N			Alt.med.	Desv. Pad.	Min.	Max.	N
<i>Cistus salvifolius</i>	87,58	27,9	20	150	60	<i>Cistus salvifolius</i>	91,86	28,9	10	140	94
<i>Rosmarinus officinalis</i>	120	0	120	120	1	<i>Rosmarinus officinalis</i>	120	28,28	100	140	2
<i>Quercus suber</i>	190,47	231,55	40	900	32	<i>Quercus suber</i>	322	349,92	20	900	18
<i>Arbutus unedo</i>	174	47,36	105	250	10	<i>Arbutus unedo</i>	171,43	89,71	40	300	7
<i>Genista triacanthos</i>	109,71	28,8	55	180	17	<i>Genista triacanthos</i>	99,75	35,22	25	145	20
<i>Cistus populifolius</i>	130,71	45,34	60	230	35	<i>Pinus pinaster</i>	800	0	800	800	1
Veg. morta (várias spp.)	136,25	54,94	70	230	12	<i>Cistus populifolius</i>	122,63	50,73	40	235	19
<i>Cytisus baeticus</i>	165	46,32	85	250	12	Veg. morta (várias spp.)	138,75	8,54	130	150	4
						<i>Viburnum tinus</i>	175	0	175	175	1
						<i>Smilax aspera</i>	95	21,79	75	130	5

Anexo 6.3 Disponibilidade de bolotas por parcela (nº de bolotas por m²); onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.

Parcela	Inverno	Primavera
K1	0	0
V1	0,57	0,22
K4	0,57	0,45
V4	3,07	0,90
K6	0	0,11
V6	5,80	1,93
K7	0	0
V7	0	0
K9	0	0
V9	0	0
K10	0	0
V10	0	0
K11	0,11	0
K12	1,25	0
V12	0,45	0,22
Total	11,83	3,87

Anexo 6.4 Número de indivíduos capturados no total das sessões de armadilhagem.

<i>Linha</i>	<i>Vertente</i>	<i>Inverno</i>			<i>Primavera</i>		
		<i>A. sylvaticus</i>	<i>M. spretus</i>	<i>Total</i>	<i>A. sylvaticus</i>	<i>M. spretus</i>	<i>Total</i>
<i>1</i>	Sul	4	3	7	4	0	4
<i>2</i>	Norte	0	0	0	1	0	1
<i>3</i>	Sul	0	2	2	0	0	0
<i>4</i>	Norte	1	0	1	0	0	0
<i>Total</i>	-	5	5	10	5	0	5

Anexo 6.5 Remoção das bolotas quando colocadas em grupos; onde “K” representa parcela com cerca e “V” parcela sem cerca. 1, 4, 6, 11 e 12 representam as parcelas a Norte e 7, 9 e 10 representam as parcelas a Sul.
*bolota de tamanho grande

	<i>Dia 1</i>		<i>Dia 2</i>		<i>Dia 3</i>	
	Denso	Aberto	Denso	Aberto	Denso	Aberto
K1	6	6	-	-	-	-
V1	6	6	-	-	-	-
K4	6	6	-	-	-	-
V4	0	0	0	1*	0	0
K6	6	6	-	-	-	-
V6	0	0	0	0	6	6
K7	6	6	-	-	-	-
V7	6	6	-	-	-	-
K9	6	6	-	-	-	-
V9	6	6	-	-	-	-
K10	6	6	-	-	-	-
V10	6	6	-	-	-	-
K11	6	6	-	-	-	-
K12	6	6	-	-	-	-
V12	0	0	0	0	6	6



Anexo 6.6 Fossada de javali no local onde tinha sido colocada uma bolota (forma oval verde indica local onde se encontra o marcador da bolota).